2015—2023年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}时空变化及潜在源分析

闫劲烨， 马正权， 孙萱萱， 阿力木·阿巴斯， 帕丽达·牙合甫
（新疆农业大学资源与环境学院，新疆 乌鲁木齐 830052）

摘 要：使用HYSPLIT模型等方法解析2015—2023年“乌鲁木齐-昌吉回族自治州-石河子（乌-昌-石）”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}的时空变化及来源。结果表明：（1）在空间尺度上，2019—2022年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度在城市中心和西北部较高，PM_{10}浓度与海拔成反比。（2）从2015—2023年“乌-昌-石”城市群的时间尺度来看，在年际尺度上，乌鲁木齐市和昌吉回族自治州的$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度呈现整体下降趋势，石河子市和五家渠市的$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度直到2023年才显著下降。在季节尺度上，$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度总体下降，相对下降幅度春季最大，夏秋次之，冬季最小。在月尺度上，$PM_{2.5}$与PM_{10}月均浓度呈现“U”型分布，其中1月降幅显著。在周尺度上，工作日大量堵车等原因使4个城市的$PM_{2.5}$周均浓度呈现“负周末效应”，而PM_{10}周均浓度只在乌鲁木齐市呈现“正周末效应”。在日尺度上，冬季$PM_{2.5}$与PM_{10}日均浓度远高于其他季节，$PM_{2.5}$日均浓度整体下降，高浓度天数减少，PM_{10}日均浓度受沙尘影响波动较大。（3）2019—2021年“乌-昌-石”城市群的污染物来源表现为：2019年以本地源为主，污染源广泛且浓度高；2020年由于疫情防控措施的实施，本地排放减少，污染源向中亚地区转移；2021年污染源再次扩大并转向国内。研究可为“乌-昌-石”城市群的大气污染治理和环境政策优化提供数据支持，有助于推动该地区的生态环境保护和经济的高质量增长。

关 键 词：$PM_{2.5}$与PM_{10}；“乌-昌-石”城市群；时空变化；潜在源解析
文章编号：1000-6060(2025)03-0405-16(0405~0420)

大气颗粒物分为固态和气态2种形式，固态主要包括总悬浮颗粒物、可吸入颗粒物（PM_{10}）、细颗粒物（$PM_{2.5}$）及超细颗粒物。$PM_{2.5}$与PM_{10}是评估空气污染程度的重要指标，因$PM_{2.5}$粒径小、比表面积大能够在空气中长时间悬浮，严重威胁经济、社会、生态及人类健康，如促成雾霾并增加呼吸道疾病风险[1-5]等。尽管部分PM_{10}能被人体自然排出，但仍会导致呼吸道炎症。随着工业化和城市化加速，复合型污染加剧，大气颗粒物问题凸显，尤其在快速发展的北方城市，尽管已有一定改善，但仍面临挑战[6-7]。

国内外学者对$PM_{2.5}$与PM_{10}展开了广泛研究，发现冬季前后$PM_{2.5}$频繁超标且具有长周期性，浓度变化特征呈现山峰或阶梯状[8]。研究显示，大规模治污行动下，颗粒物浓度逐年下降[9-10]，通过气象数据与模型技术有能效追踪污染源及传输路径[11-12]。新疆的研究主要关注冬季供暖导致的污染加剧[13]，但在长期趋势及周末效应分析上相对不足[14]。国际上，如东南亚等发展中地区[15-16]，通过创新控制技术和减少燃煤，$PM_{2.5}$已明显降低，但受二次无机气溶胶与非洲沙尘影响PM_{10}降幅较小[17]。总体上，京津冀等地区研究成果丰富，而新疆地区相关研究需要进一步深入[18]。

天山北坡经济带是中国西北的重要经济区域，“乌鲁木齐-昌吉回族自治州-石河子（乌-昌-石）”城市群为核心，该区域是“西部大开发”和“一带一

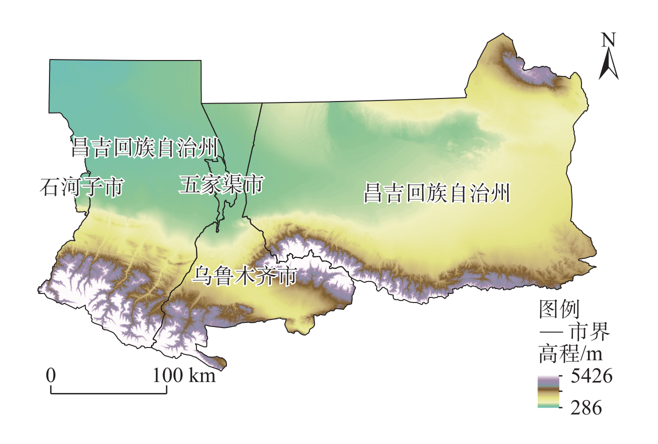
收稿日期：2024-04-21； **修订日期**：2024-05-28
基金项目：国家自然科学基金项目（21966029，21567028）资助
作者简介：闫劲烨（1998-），男，硕士研究生，主要从事干旱区资源与环境监测及大气污染控制研究. E-mail: yanjinye1126@163.com
通讯作者：帕丽达·牙合甫（1968-），女，博士，副教授，主要从事区域大气污染监测与评价、大气污染控制研究. E-mail: paridayakup@163.com

路”的关键节点，经济发展迅速。但伴随严重的$PM_{2.5}$与PM_{10}污染问题，其成因与影响尚不明晰[19]。为此，本研究以“乌-昌-石”城市群为例，基于地面监测数据，旨在探讨该地区$PM_{2.5}$与PM_{10}污染的时空特征及可能来源，填补研究空白。

1 数据与方法

1.1 研究区概况

“乌-昌-石”城市群位于新疆北部天山北坡经济带核心地带，涵盖乌鲁木齐市、昌吉回族自治州(简称昌吉州)、五家渠市和石河子市，面积为4.1×10^4 km²，总人口约800×10^4人(图1)。作为国家自主创新示范区，该区域在“一带一路”倡议和新疆经济发展中发挥着重要作用，拥有丰富的能源和农业资源[20]。然而，伴随经济发展而来的是环保挑战，尤其是冬季采暖导致的大气颗粒污染问题严峻，威胁生态环境与公众健康。据统计，2022年初的3个月内，该区域重污染天数占比达30.4%，远超全国空气污染均值，$PM_{2.5}$与PM_{10}为主要污染物，来源涉及工业、交通和取暖等多个领域。



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2019)1822号的标准地图制作，底图边界无修改。下同。

图1 “乌-昌-石”城市群概况

Fig. 1 Overview of the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration

1.2 数据来源

本文使用的$PM_{2.5}$与PM_{10}小时浓度数据源于中国环境监测总站国家城市环境空气质量监测网(https://air.cnemc.cn:18007/)，涵盖2015—2023年，涉及站点从2015年的13个增加至2023年的20个，分布于乌鲁木齐市、昌吉州、石河子市和五家渠市，数据分辨率1 h。数据经过严格质量控制，包括插值处理缺失值、回归估算和剔除异常数据，以保证准确性和可靠性。

$PM_{2.5}$与PM_{10}的遥感监测数据来自中国高分辨率空气质量数据集(CHAP)(https://weijing-rs.github.io/product.html)[21-22]，空间分辨率为1 km，涵盖2019—2022年，利用该数据集计算了“乌-昌-石”城市群的污染物平均分布。CHAP数据集属于长期、大范围、高精度的中国污染物系列，融合地面测量、卫星遥感、模型预测和人工智能技术，充分考虑了污染的空间和时间差异。

后向轨迹聚类气象分析数据取自美国国家环境预报中心(NCEP)(ftp://ftp.arl.noaa.gov/pnb/archives/gdas1)，时间覆盖2018年12月—2022年1月，包含全球同步的气象要素，如温压、降水、风速。数字高程模型(DEM)数据来自地理空间数据云(https://www.gscloud.cn/#page1/1)，使用的是ASTER GDEM 30 m分辨率数据，含有坡度和坡向信息。

1.3 研究方法

1.3.1 周末效应分析 本文引入周末效应的偏差公式[23]：

$$\mathrm{Dev}=[(c_{周末}-c_{工作日})/c_{工作日}]\times100\% \tag{1}$$

式中：Dev为偏差值(%)；$c_{周末}$为周末污染物每天的均值浓度(μg·m⁻³)；$c_{工作日}$为工作日污染物每天的均值浓度(μg·m⁻³)。当Dev>0时，代表周末的污染物浓度大于工作日，为“正周末效应”，反之则为“负周末效应”。

1.3.2 后向轨迹模型模拟 HSPLIT模型(Hybrid single-particle Lagrangian integrated trajectory model，混合单粒子拉格朗日积分轨道模型)是一种利用拉格朗日法[24]，将气溶胶或气体颗粒视为质点，并结合风场等气象参数来模拟其大气运动轨迹[25]。研究中，选择500 m高度模拟，以考虑近地面大气特征，并逐日进行每72 h的后向轨迹模拟计算，追踪$PM_{2.5}$与PM_{10}颗粒移动路径[25-26]。通过后向轨迹模拟，能够为潜在源区贡献分析(PSCF)以及浓度权重轨迹分析(CWT)提供基础数据[27-29]。

1.3.3 污染物潜在贡献源分析法(PSCF) 污染物潜在贡献分析法(PSCF)是一种基于后向轨迹模拟的统计分析方法，用于识别大气污染物的潜在源区

域[30]。研究中，先将研究区域网格化并设定浓度阈值，当某条轨迹在某一网格内的污染物浓度超过此阈值时，网格标记为“污染点”，对于每个网格，计算“污染点”数目与所有轨迹端点数的比值，得到该网格的PSCF值[31-32]。PSCF值较高表明该网格更可能是导致研究区域污染的潜在源区。然而，PSCF方法存在一定的不确定性，为提高结果的可信度，引入轨迹权重函数用于增强结果的可靠性[33]。

计算公式如下：

$$\mathrm{WPSCF}_{ij} = W_{ij} \times \left(m_{ij}/n_{ij}\right) \tag{2}$$

$$W_{ij} = \begin{cases} 1.00, & n_{ij} > 80 \\ 0.70, & 25 < n_{ij} \leqslant 80 \\ 0.42, & 15 < n_{ij} \leqslant 25 \\ 0.17, & n_{ij} \leqslant 15 \end{cases} \tag{3}$$

式中：WPSCF_{ij}为加权后经过网格(i,j)的潜在源贡献函数值；m_{ij}为经过网格(i,j)污染轨迹端点数；n_{ij}为经过网格(i,j)内所有轨迹端点数；i、j为网格行列数；W_{ij}为经验权重函数。

1.3.4 *浓度权重轨迹分析法*(CWT) CWT是一种通过综合考虑轨迹在各网格内的停留时间与污染物浓度，量化各区域对观测点实际污染贡献的方法[34-35]。研究中，将每条轨迹的污染物浓度与停留时间联合分析，从而细化污染传输路径，揭示各区域对观测点的绝对贡献值。由于PSCF法无法直接量化潜在源对污染物的贡献强度，本研究进一步引入了CWT分析法，以提升对污染影响的精确度量，此外，在CWT分析过程中也会应用轨迹权重函数，来进一步提高结果的可靠性。

计算公式如下：

$$\mathrm{CWT}_{ij} = \sum_{k=1}^{M} C_k \tau_{ijk} \Big/ \sum_{k=1}^{M} \tau_{ijk} \tag{4}$$

$$\mathrm{WCWT}_{ij} = W_{ij} \left(\sum_{k=1}^{M} T_{ijk}\right)^{-1} \times \sum_{k=1}^{M} C_k \tau_{ijk} \tag{5}$$

式中：CWT_{ij}为经过网格(i,j)的浓度加权轨迹值；WCWT_{ij}为加权后经过网格(i,j)的浓度加权轨迹值；C_k为轨迹k经过网格(i,j)的污染物浓度($\mu g \cdot m^{-3}$)；τ_{ijk}为轨迹k在网格(i,j)的停留时间(h)；k为具体轨迹索引；M为总轨迹数。

2　结果与分析

2.1 $PM_{2.5}$与PM_{10}时空分布

2.1.1 $PM_{2.5}$与PM_{10}*空间分布* 2019—2022年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度分布呈现空间异质性(图2)。2019年乌鲁木齐市中西部、昌吉州西部及石河子市为$PM_{2.5}$高浓度区，五家渠市中南部也呈

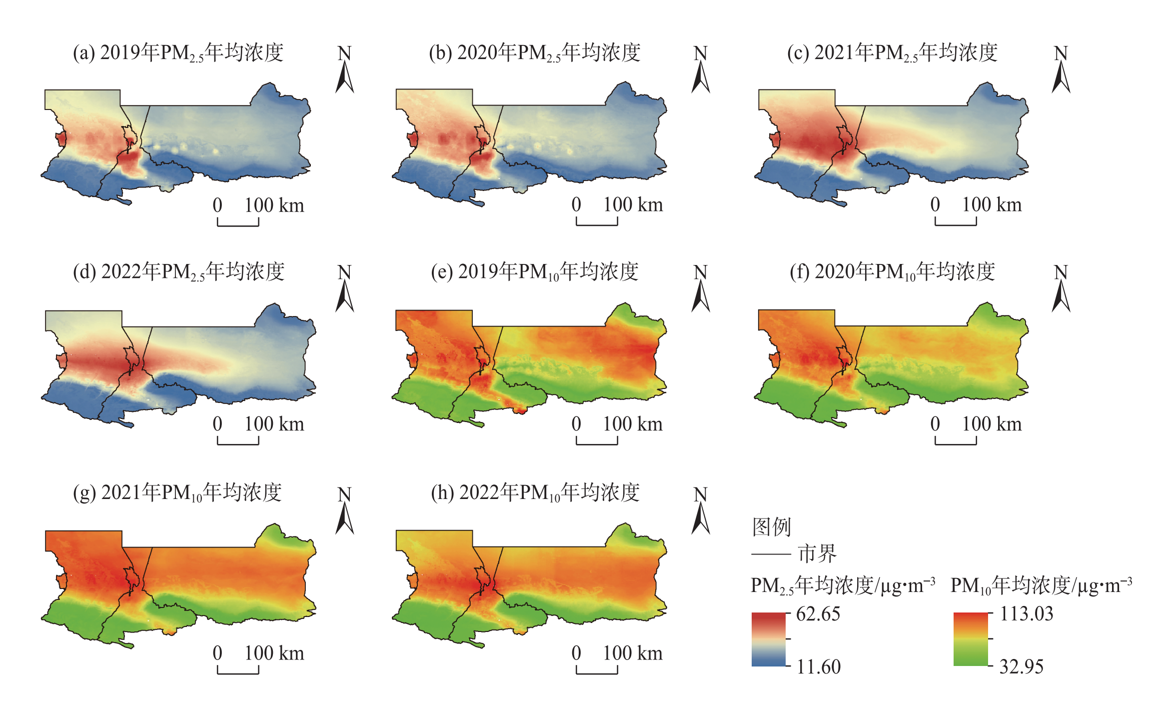


图2　2019—2022年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度空间分布

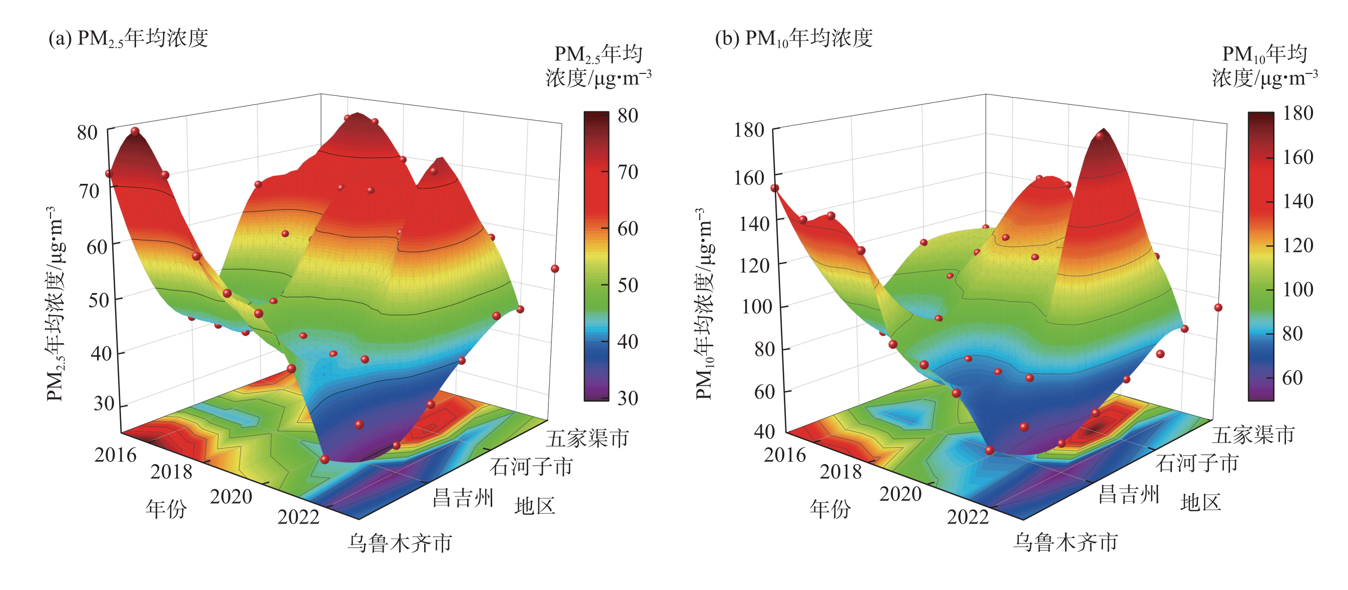
Fig. 2　Spatial distributions of annual average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2019 to 2022

现高浓度；PM_{10}浓度与海拔成反比，乌鲁木齐市西南部、昌吉州东西部及石河子市浓度较高。2020年，$PM_{2.5}$浓度变化不大，乌鲁木齐市中北部、昌吉州西部及石河子市浓度上升，五家渠市稳定；疫情影响下，PM_{10}浓度整体下降，尤其在乌鲁木齐市南部和昌吉州东部。2021年经济复苏，乌鲁木齐市中北部、昌吉州西部及石河子市$PM_{2.5}$浓度大幅上升，五家渠市污染加重；PM_{10}浓度在4个城市均上升，五家渠市尤为明显。2022年$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度较2021年下降，乌鲁木齐市、昌吉州高浓度区域缩小，但昌吉州东部略有上升；石河子市和五家渠市的$PM_{2.5}$浓度轻微下降，PM_{10}浓度虽回落但高于2020年。

2.1.2 $PM_{2.5}$与PM_{10}时间分布 在年际尺度上，2015—2023年"乌-昌-石"城市群中，乌鲁木齐市和昌吉州的$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度虽下降趋势明显，但仍高于国家二级标准(图3)。2015—2022年石河子市和五家渠市$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度未明显下降，且PM_{10}呈上升趋势，直至2023年才显著下降。根据五家渠市统计年鉴，2015—2022年该市GDP从230.09×10^8元增至426.27×10^8元，民用汽车保有量从2.94×10^4辆增至36.55×10^4辆[36]，说明$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度未见下降与经济快速发展和机动车增长有关。乌鲁木齐市和昌吉州$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度下降，可能与乌鲁木齐市采取的环保措施及监管有关。2020年疫情期间，受人类活动减少影响，$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度也显著下降。

在季节尺度上，2015—2023年"乌-昌-石"城市群各城市$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度总体呈下降趋势，相对下降幅度从大到小依次为春季>夏季>秋季>冬季(图4)。2015—2017年春季，乌鲁木齐市的$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度明显高于其他城市；2018—2023年，石河子市和五家渠市的相对下降幅度相对较小。夏季的高温有利于大气扩散，情况与国内其他城市类似[20,26]。秋季尽管总体浓度下降，但各城市下降幅度不同，尤其昌吉州的$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度基本未下降，主要受到天气因素影响。2021年复工后，各城市的$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度均有所回升，反映出经济活动恢复的影响[37]。冬季$PM_{2.5}$与PM_{10}污染受大气温度层结和沙尘输送的影响[38]，乌鲁木齐市的浓度下降最快，昌吉州的浓度相对较低，且波动较小，治理压力相对较小。相比之下，石河子市和五家渠市的$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度下降幅度较小，未来仍需加强治理措施。

在月尺度上，2015—2023年"乌-昌-石"城市群的$PM_{2.5}$与PM_{10}月均浓度呈现典型的"U"型分布，即12月—翌年2月浓度高、6—8月浓度低(图5)。1月各城市$PM_{2.5}$与PM_{10}月均浓度显著下降，说明春节假期、政府的合理管控以及自然因素都会对空气质量产生影响，其中乌鲁木齐市降幅最大，五家渠市次之，但五家渠市的波动较大，季节性趋势不明显。



注：昌吉州为昌吉回族自治州的简称。下同。

图3 2015—2023年"乌-昌-石"城市群3维$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度变化

Fig. 3 3D annual average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration changes in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2015 to 2023

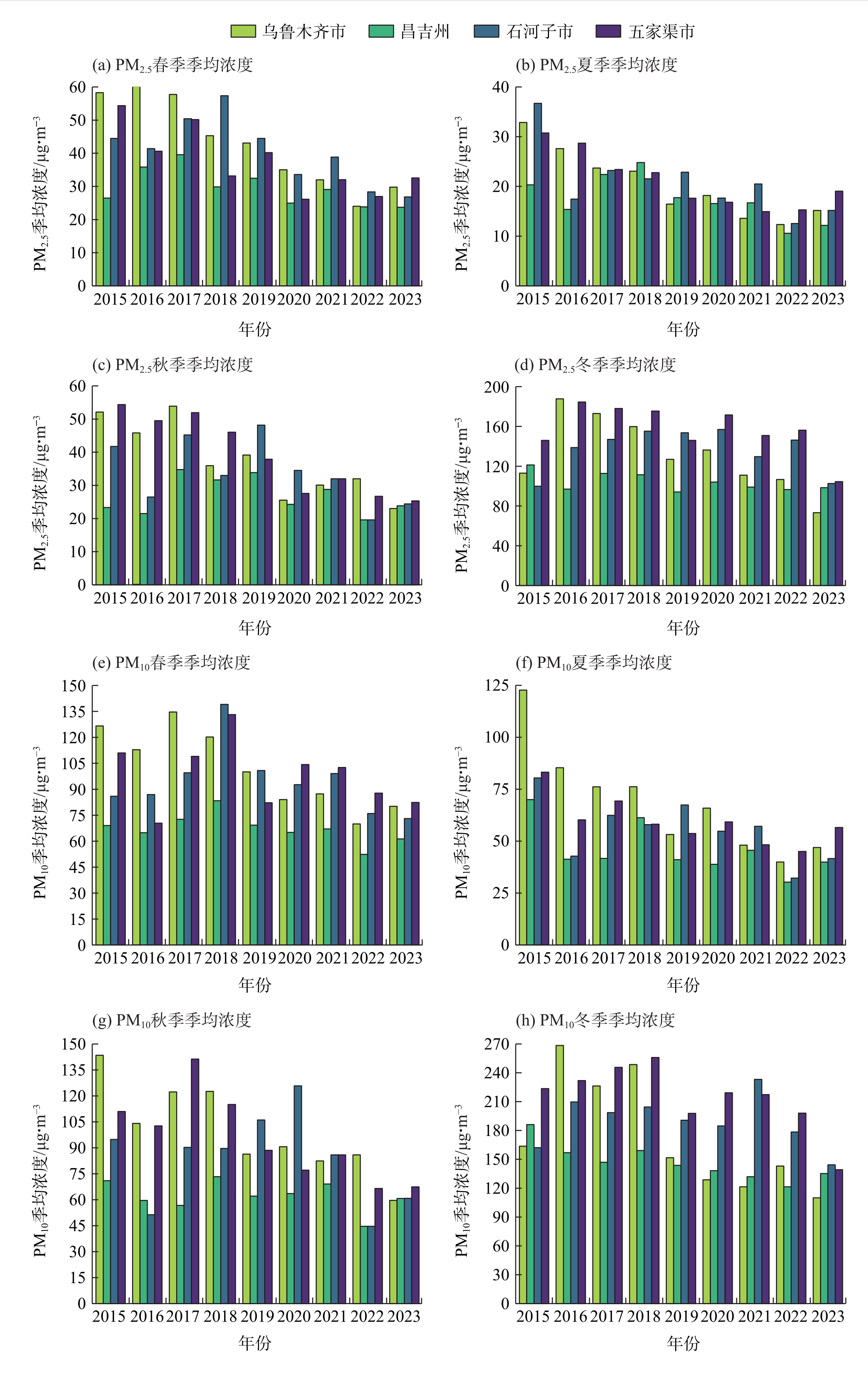


图4　2015—2023年“乌-昌-石”城市群 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 季均浓度变化

Fig. 4　Seasonal average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration changes in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2015 to 2023

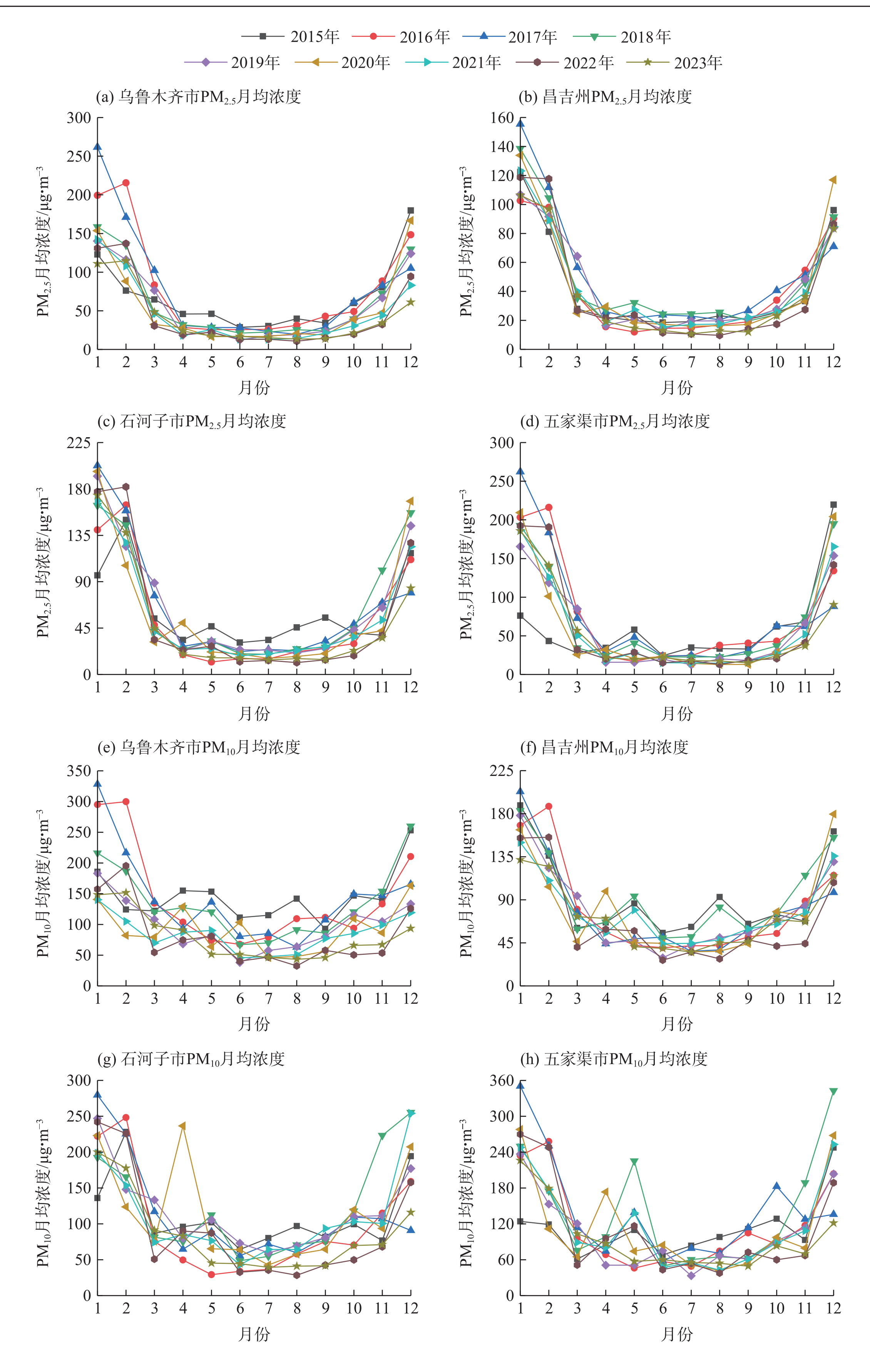


图5 2015—2023年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}月均浓度变化

Fig. 5 Monthly average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration changes in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2015 to 2023

春、夏、秋季的天气因素对PM_{10}月均浓度影响较大，特别是春季(3—5月)波动最为显著。

在周尺度上，乌鲁木齐市、昌吉州、石河子市和五家渠市的$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度在周变化中表现为工作日(尤其周三)污染水平较高，周末则有所下降(图6)。这可能与工作日交通流量大、工业生产活跃，以及不利的气象条件导致污染物累积有关，而周末活动减少及更有利的气象条件则有助于空气质量改善。这表明交通、工业排放和气象因素在空气污染时空分布中起到了关键作用。

为探讨$PM_{2.5}$与PM_{10}的周末效应，本研究对2015—2023年$PM_{2.5}$与PM_{10}的工作日与周末平均浓度进行了划分与计算(表1)。“乌-昌-石”城市群中周内$PM_{2.5}$日均浓度偏差为负，范围为-2.66%~-1.26%，与北京市的研究结果一致[39]，表明存在“负周末效应”，即由于工作日交通拥堵，$PM_{2.5}$浓度高于周末。乌鲁木齐市的PM_{10}日均浓度则呈现“正周末效应”，可能与周末经济活动较为活跃有关。相比之下，其他城市的PM_{10}日均浓度受自然因素影响较大，周末效应不显著。

在日尺度上，2015—2023年“乌-昌-石”城市群冬季$PM_{2.5}$与PM_{10}日均浓度明显高于其他季节，频繁达到轻度污染以上水平(图7)。$PM_{2.5}$日均浓度整体呈下降趋势，特别是在2020—2022年，高浓度天数

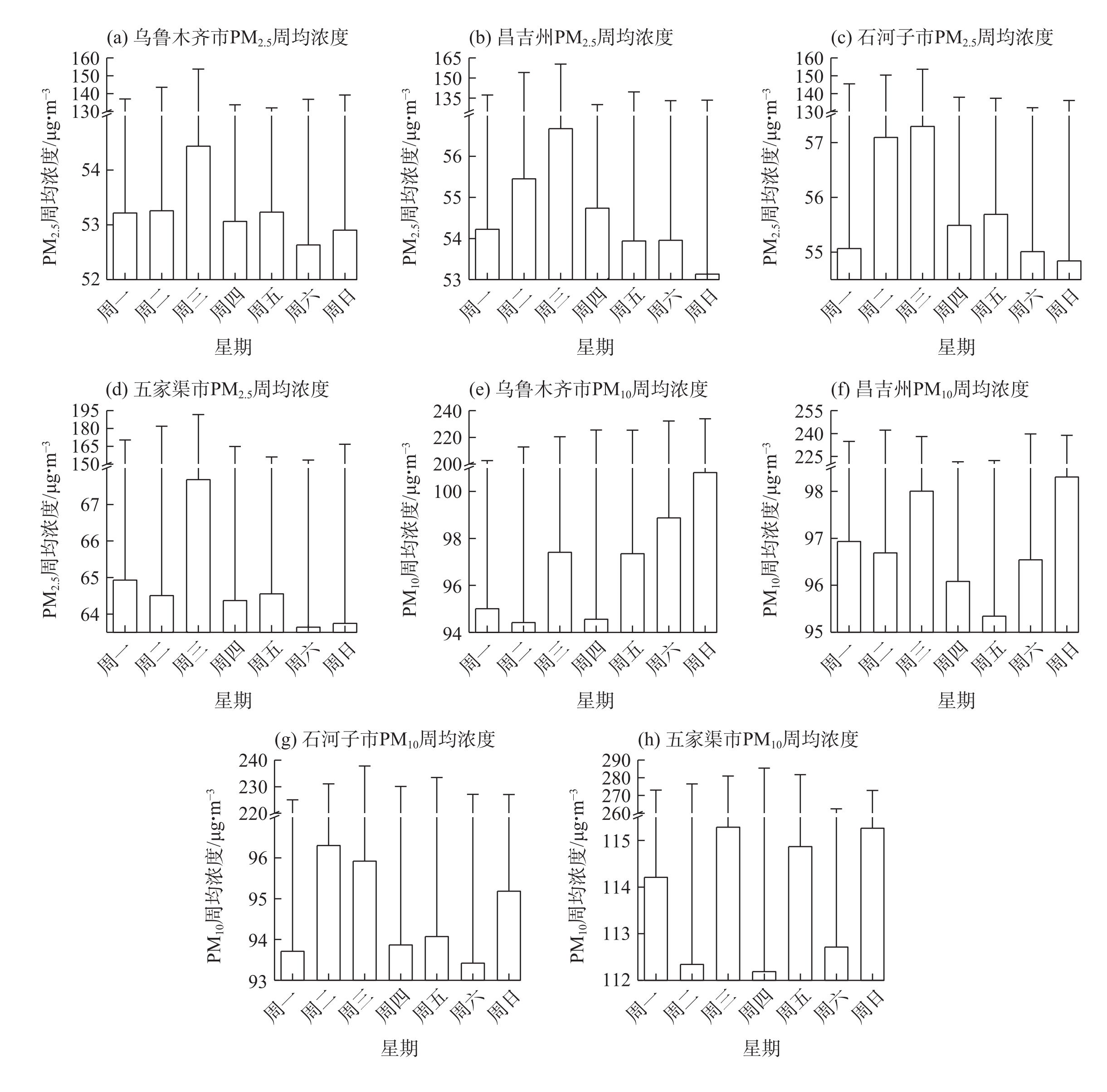


图6 “乌-昌-石”城市群周内$PM_{2.5}$与PM_{10}日均浓度差异变化

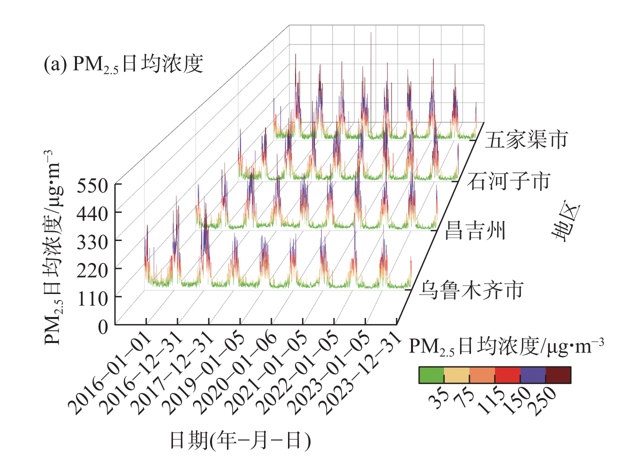
Fig. 6 Daily average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentration variations in a week in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration

表1 周末与工作日污染物各城市日均浓度相对偏差

Tab. 1 Relative deviation of daily average pollutant concentrations among cities on weekends and weekdays

城市	$PM_{2.5}$日均浓度偏差/%	PM_{10}日均浓度偏差/%
乌鲁木齐市	−1.26	4.27
昌吉州	−2.66	0.84
石河子市	−2.14	−0.50
五家渠市	−2.32	0.18

注:昌吉州为昌吉回族自治州的简称。



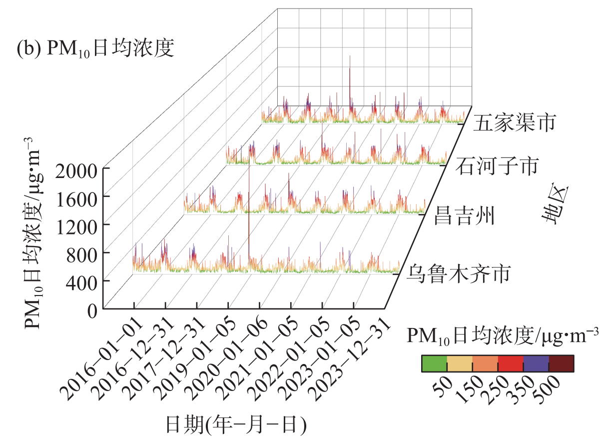


图7 2015年1月1日—2023年12月31日"乌-昌-石"城市群日均浓度变化

Fig. 7 Daily average concentration changes in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from January 1, 2015 to December 31, 2023

显著减少。然而,2022年初$PM_{2.5}$日均浓度短暂上升,可能与短期工业活动增加有关。相比之下,PM_{10}日均浓度受沙尘等自然因素影响较大[40],波动显著,并呈现"冬高夏低"的季节性特征。2018年11月底至12月初的沙尘暴显著推高了PM_{10}日均浓度,而同期$PM_{2.5}$日均浓度保持正常,表明自然因素对PM_{10}日均浓度的主导作用,且$PM_{2.5}$与PM_{10}的变化不同步。

《环境空气质量标准》(GB 3095-2012)规定了$PM_{2.5}$与PM_{10}的日均浓度二级标准分别为75 μg·m^{-3}和150 μg·m^{-3},超过此值即为污染。根据AQI计算,不同污染级别的浓度阈值依次为:一级标准($PM_{2.5}$: 35 μg·m^{-3}, PM_{10}: 50 μg·m^{-3})、二级标准($PM_{2.5}$: 75 μg·m^{-3}, PM_{10}: 150 μg·m^{-3})、轻度污染($PM_{2.5}$: 115 μg·m^{-3}, PM_{10}: 250 μg·m^{-3})、中度污染($PM_{2.5}$: 150 μg·m^{-3}, PM_{10}: 350 μg·m^{-3})、重度污染($PM_{2.5}$: 250 μg·m^{-3}, PM_{10}: 500 μg·m^{-3}),超过重度即为严重污染。各城市$PM_{2.5}$日均浓度中(图8),一、二级标准天数占比约80%,其中乌鲁木齐市比例最高,依次为昌吉州、石河子市、五家渠市。相比之下,PM_{10}日均浓度达标天数高于$PM_{2.5}$,且严重污染天数较少,浓度波动无明显规律。

2.2 污染物潜在源贡献

通过PSCF模型分析了2019—2021年及2020年不同疫情管控阶段"乌-昌-石"城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}污染的潜在源区域,评估疫情对污染源的影

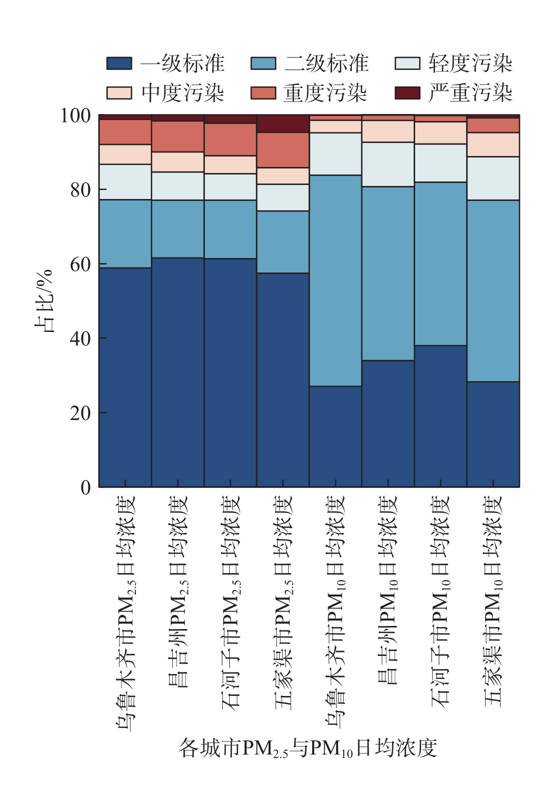


图8 "乌-昌-石"城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}日均浓度各污染程度占比

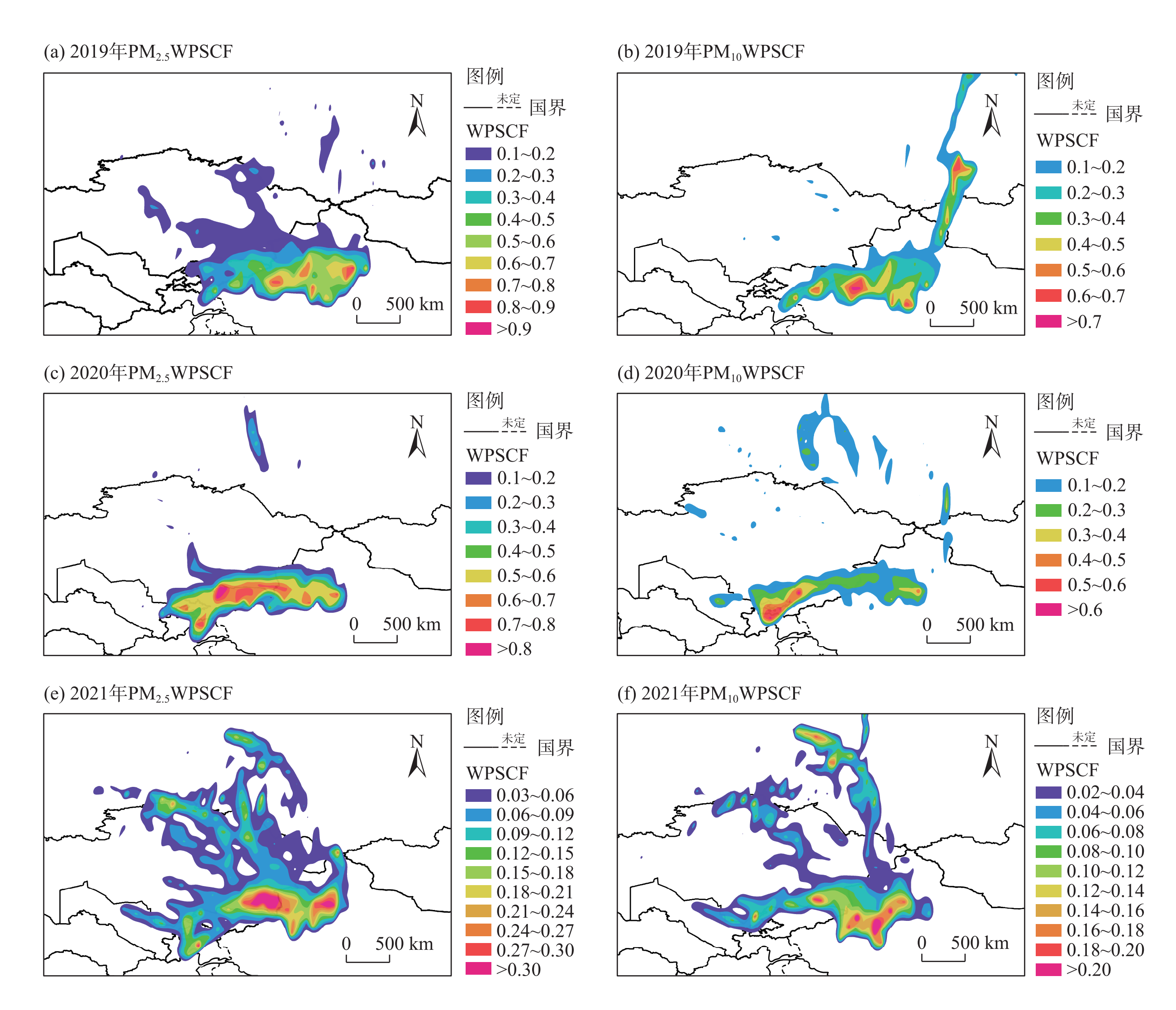
Fig. 8 Proportions of various pollution levels for daily average $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration

响。2019年$PM_{2.5}$与PM_{10}的潜在源区域范围大、浓度高(图9a~b)。2020年$PM_{2.5}$与PM_{10}的潜在源区域缩减，并由中国新疆中部地区向外转移至中国新疆北部、哈萨克斯坦东部和俄罗斯南部的戈壁沙漠，这些区域为天然源，两者的源区位置高度一致(图9c~d)。2021年潜在源区域再次扩大，且高污染区域回到国内(图9e~f)。相比2019年和2021年，2020年本地污染源减少，中亚的跨境输入增多，导致潜在源区域分布发生显著变化。尽管污染源范围扩大，但污染物浓度呈下降趋势。

2020年1月，“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}的潜在源区域集中在中国新疆中部和西部，主要受采暖期和不利气象条件影响(图10、图11a)。2月，疫情防控措施使潜在源区域和污染浓度降至最低(图10、图11b)。3—6月，受沙尘和地形影响，潜在源区域向北扩展(图10、图11c)。7—8月，源区稳定在西北方向，受清洁气团影响，但仍偶尔受中国新疆北部及中亚尘源影响(图10、图11d~e)。9—12月，潜在源区域进一步扩展至中亚多个国家，表现出跨区域污染特征(图10、图11f)。

2.3 污染物浓度权重轨迹分析

PSCF方法只能显示污染轨迹频率，无法量化源区污染贡献，因此使用浓度权重轨迹(CWT)方法评估不同轨迹的污染程度。如图12所示，2019年



注：基于自然资源部标准地图服务网站审图号为GS(2016)1666号的标准地图制作，底图边界无修改。
WPSCF为经过加权后的潜在源贡献函数值。下同。

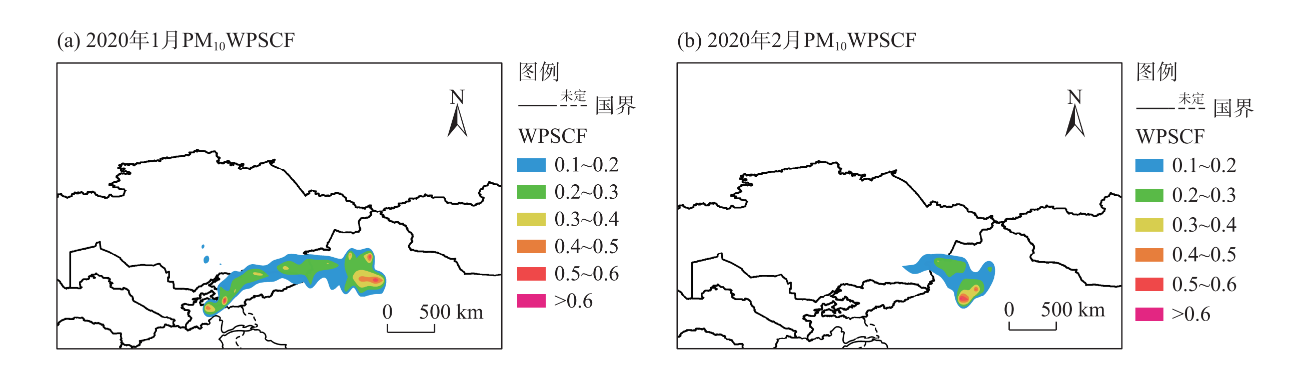
图9 2019—2021年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}潜在源区贡献分布

Fig. 9 Contribution distributions of potential source areas for $PM_{2.5}$ and PM_{10} in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2019 to 2021

图10 2020年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$潜在源区贡献月分布

Fig. 10 Monthly distributions of potential source areas contribution for $PM_{2.5}$ in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration in 2020

$PM_{2.5}$与PM_{10}的高WCWT值集中在中国新疆中西部和哈萨克斯坦东南部(图12a~b)。相比$PM_{2.5}$,PM_{10}的高WCWT值更多来自蒙古国西部和俄罗斯南部,受自然尘源和春季沙尘暴影响较大。2020年高WCWT值区域与PSCF结果相似,污染源呈现跨区域转移,因疫情防控减少本地排放,且受中亚工业活动和气象条件影响(图12c~d)。2021年$PM_{2.5}$的高WCWT值范围缩小,最大值降低,而PM_{10}的高WCWT值由中亚转移至俄罗斯南部,受自然尘源和气象变化影响较大(图12e~f)。



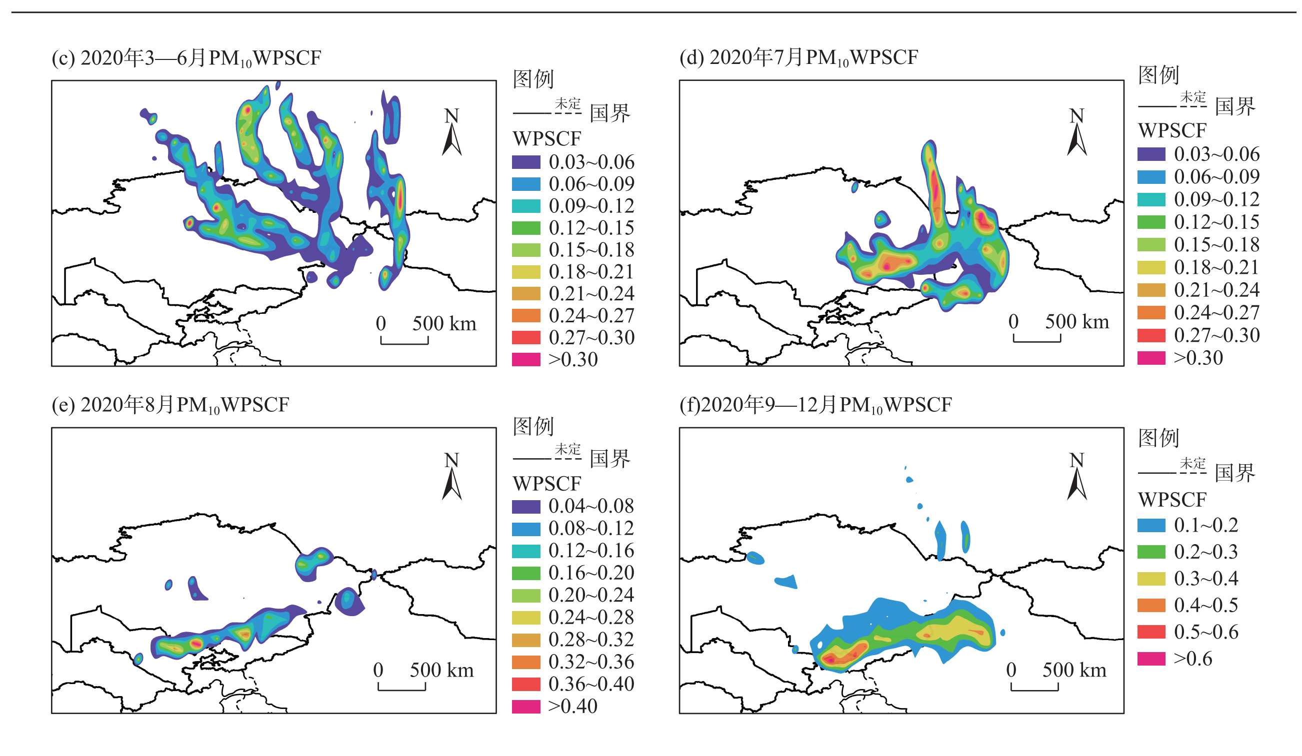
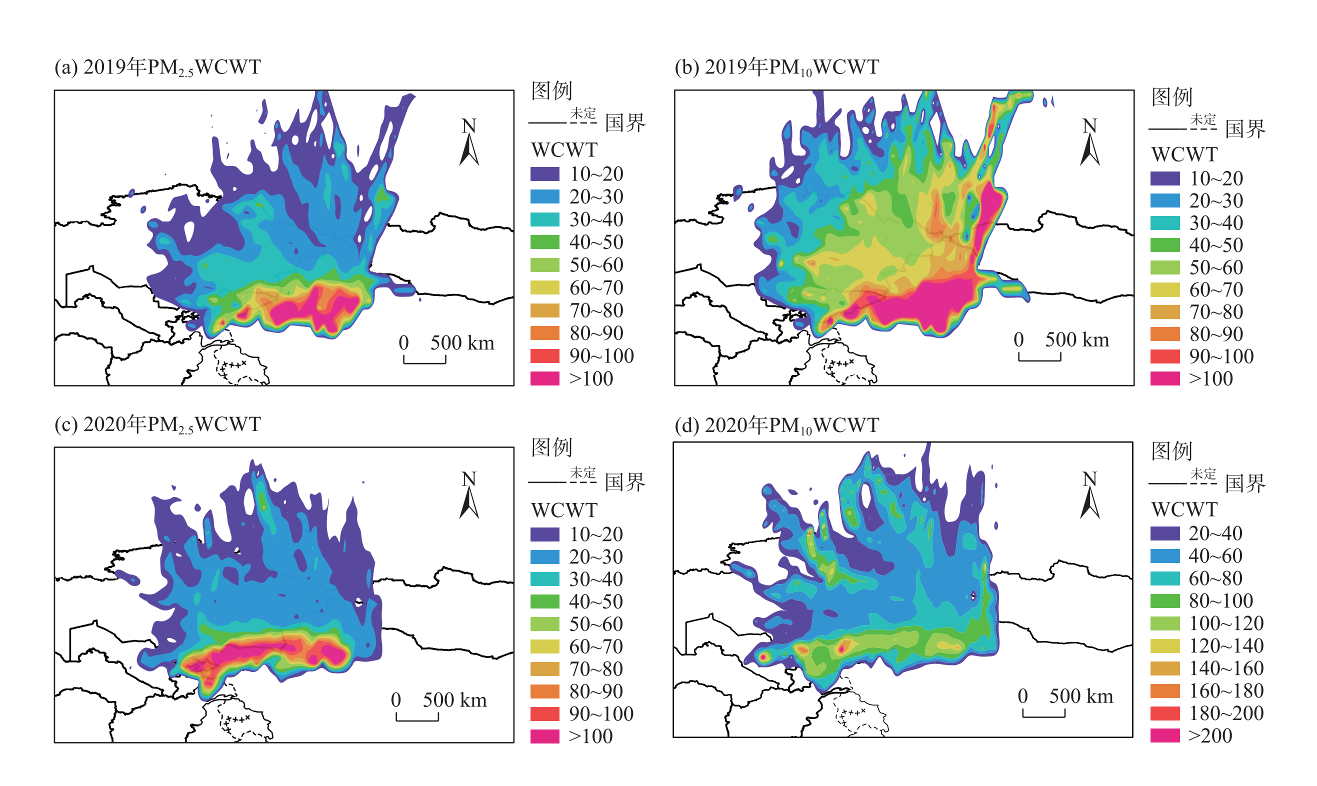
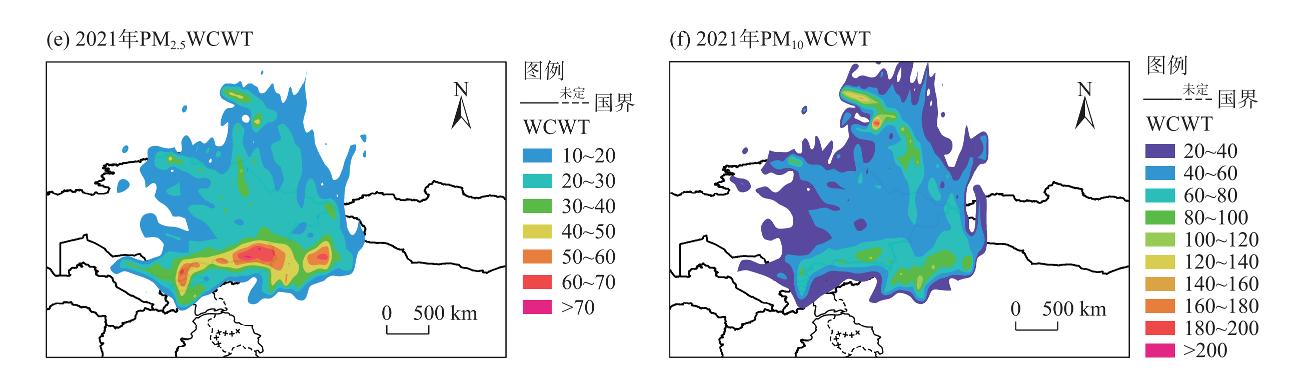


图11　2020年“乌-昌-石”城市群PM_{10}潜在源区贡献月分布

Fig. 11　Monthly distributions of potential source areas contribution for PM_{10} in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration in 2020

2020年1月“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}的高WCWT值集中在中国新疆中西部和哈萨克斯坦东南部，受采暖期和不利气象条件的影响，本地污染增加，跨境传输加剧（图13、图14a）。2月$PM_{2.5}$与PM_{10}的WCWT值分布相似，但PM_{10}多来自中国新疆、哈萨克斯坦中北部和俄罗斯南部，表明疫情防控减少本地排放，但跨境污染仍显著（图13、图14b）。3—6月$PM_{2.5}$的WCWT范围扩大，但最大值下降，哈萨克斯坦和俄罗斯的影响加剧，PM_{10}的WCWT值和范围因春季沙尘暴显著增加（图13、图





注：WCWT为经过加权后的浓度加权轨迹值。下同。

图12 2019—2021年“乌-昌-石”城市群 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 浓度权重轨迹分布

Fig. 12 Weighted trajectory distributions of $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2019 to 2021

图13 2020年“乌-昌-石”城市群 $PM_{2.5}$ 浓度权重轨迹月分布

Fig. 13 Monthly distributions of $PM_{2.5}$ concentration weighted trajectory in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration in 2020

14c)。7—8月 $PM_{2.5}$ 的WCWT值较低，但8月 PM_{10} 的WCWT值较高，集中于哈萨克斯坦南部，主要受沙尘和农业活动影响(图13、图14d~e)。9—12月 $PM_{2.5}$ 与 PM_{10} 的高WCWT值范围再次扩大，跨境污染物主要来自乌兹别克斯坦、吉尔吉斯斯坦和哈萨克斯坦，风向变化和传输增强是主要原因(图13、图14f)。

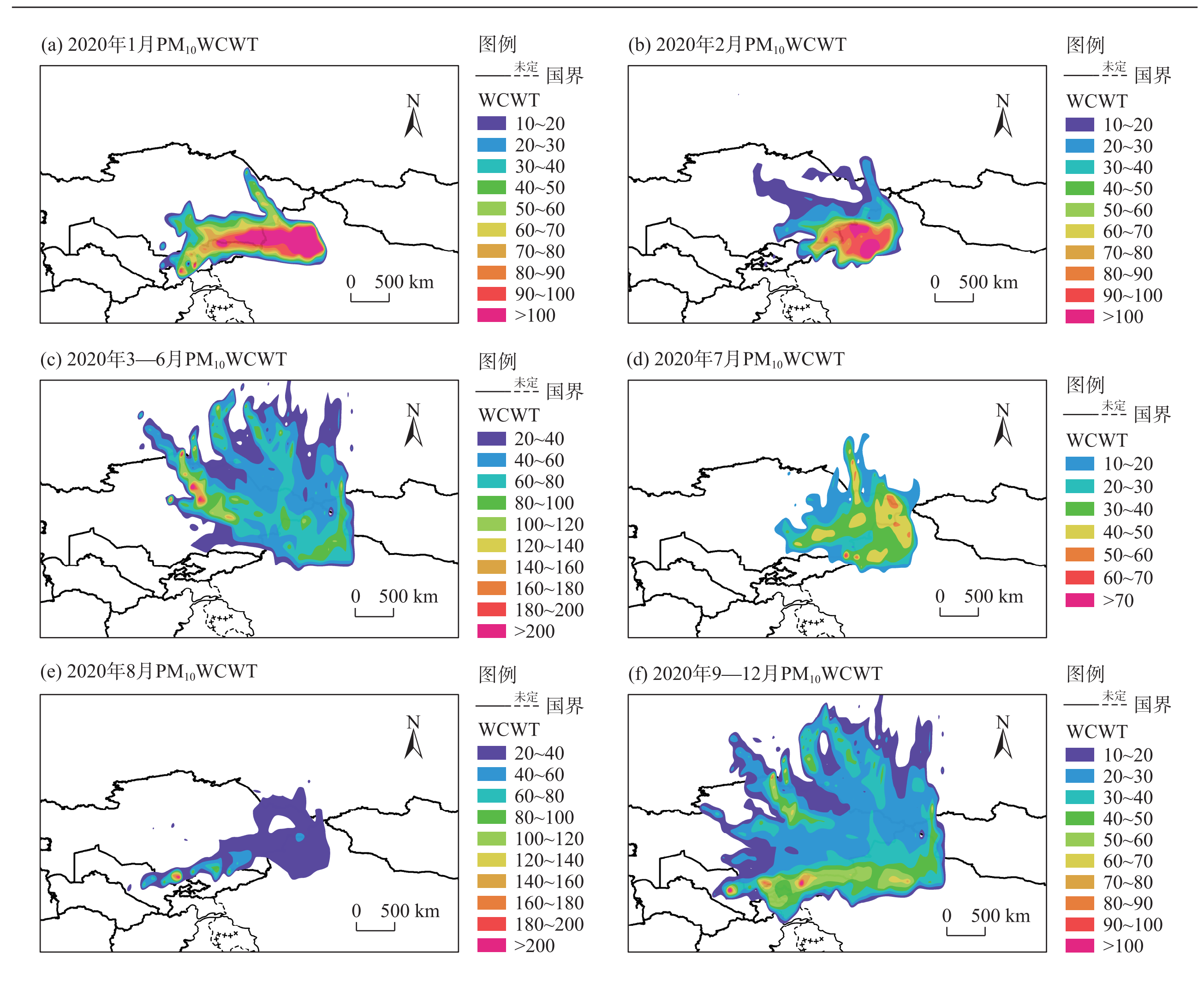


图14　2020年“乌-昌-石”城市群PM_{10}浓度权重轨迹月分布

Fig. 14　Monthly distributions of PM_{10} concentration weighted trajectory in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration in 2020

3　结 论

（1）从空间尺度上，2019—2022年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度分布呈现显著的空间异质性。乌鲁木齐市中西部、昌吉州西部及石河子市为$PM_{2.5}$高浓度区，而PM_{10}浓度则随海拔降低而升高，主要集中在乌鲁木齐市西南部和昌吉州东西部。

（2）从2015—2023年“乌-昌-石”城市群的时间尺度来看，在年际尺度上，$PM_{2.5}$与PM_{10}年均浓度总体呈现下降态势，但在政策严格执行和经济快速发展的情况下，乌鲁木齐市和昌吉州因更严格的政策以及更好的自然环境，表现出比石河子市和五家渠市更明显的下降趋势。

（3）在季节尺度上，$PM_{2.5}$与PM_{10}季均浓度呈现冬季高于春秋季，夏季最低。2018年后，石河子市在非冬季季节成为$PM_{2.5}$与PM_{10}浓度最高的城市，表明地区间污染特征存在动态变化。

（4）在月尺度上，$PM_{2.5}$与PM_{10}月均浓度呈现“U”型分布，冬季高、夏季低，其中1月降幅明显尤其在乌鲁木齐市，而五家渠市波动较大，说明春节假期、政府的合理管控以及自然因素都会对空气质量产生影响。

（5）在周尺度上，$PM_{2.5}$周均浓度表现出“负周末效应”，PM_{10}周均浓度仅在乌鲁木齐市出现“正周末效应”，说明交通与经济发展会对周末效应产生影响。

（6）在日尺度上，冬季$PM_{2.5}$与PM_{10}日均浓度明显高于其他季节，频繁到达轻度污染以上水平，但$PM_{2.5}$日均浓度整体呈下降趋势，高浓度天数显著减少，PM_{10}日均浓度因受到沙尘等自然因素影响，波动较大，表明自然因素对PM_{10}影响更为显著，且与

$PM_{2.5}$变化不同步。

（7）通过PSCF和CWT模型分析2019—2021年“乌-昌-石”城市群$PM_{2.5}$与PM_{10}的潜在污染源，发现2019年潜在污染源浓度高范围广；2020年由于管控，本地排放减少，潜在源区域向外转移至哈萨克斯坦东部和俄罗斯南部的天然尘源区；2021年潜在源区域再次扩大并转移回国内。2020年各不同管控阶段，除管控外依然受到季节性因素如沙尘暴和气象条件影响，总体上，疫情防控有效减少了本地污染，但中亚地区的跨境输入成为主要外部污染源。尽管污染范围有所扩展，污染物浓度呈下降趋势。

参考文献（References）

[1] Gao X, Li W D. A graph-based LSTM model for $PM_{2.5}$ forecasting[J]. Atmospheric Pollution Research, 2021, 12(9): 101150, doi: 10.1016/j.apr.2021.101150.

[2] Guo X H, Wang Y F, Mei S Q, et al. Monitoring and modelling of $PM_{2.5}$ concentration at subway station construction based on IoT and LSTM algorithm optimization[J]. Journal of Cleaner Production, 2022, 360: 132179, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.132179.

[3] 慕石雷, 杨玉欢, 乌日陶克套胡. 黄河流域五大城市群$PM_{2.5}$时空演变与影响因素探讨[J]. 干旱区地理, 2024, 47(4): 707-719. [Mu Shilei, Yang Yuhuan, Wuritaoketaohu. Spatiotemporal evolution and influencing factors of $PM_{2.5}$ in the five major urban agglomerations in the Yellow River Basin[J]. Arid Land Geography, 2024, 47(4): 707-719.]

[4] Shamsollahi H R, Yunesian M, Kharrazi S, et al. Characterization of persistent materials of deposited $PM_{2.5}$ in the human lung[J]. Chemosphere, 2022, 301: 134774, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.134774.

[5] Wu Y Y, Zhang T, Wang Y Y, et al. Spatial heterogeneity in health risks of illness-related absenteeism associated with $PM_{2.5}$ exposure for elementary students[J]. Environmental Research, 2022, 212: 113473, doi: 10.1016/j.envres.2022.113473.

[6] Bu X, Xie Z L, Liu J, et al. Global $PM_{2.5}$-attributable health burden from 1990 to 2017: Estimates from the global burden of disease study 2017[J]. Environmental Research, 2021(1): 111123, doi: 10.1016/j.envres.2021.111123.

[7] 刘稳, 詹庆明, 邱春迪, 等. 基于精细监测的襄阳冬夏季颗粒物污染时空变化研究[J]. 环境科学与技术, 2023, 46(增刊1): 8-18. [Liu Wen, Zhan Qingming, Qiu Chundi, et al. Spatio-temporal variations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} pollution in winter and summer: A case of Xiangyang, China[J]. Environmental Science & Technology, 2023, 46(Suppl. 1): 8-18.]

[8] Ning G, Yim S H L, Yang Y, et al. Modulations of synoptic and climatic changes on ozone pollution and its health risks in mountain-basin areas[J]. Atmospheric Environment, 2020, 240: 117808, doi: 10.1016/j.atmosenv.2020.117808.

[9] 徐勇, 郭振东, 郑志威, 等. 2000—2021年成渝城市群$PM_{2.5}$时空变化及驱动机制多维探测[J]. 环境科学, 2023, 44(7): 3724-3737. [Xu Yong, Guo Zhendong, Zheng Zhiwei, et al. Spatio-temporal variation and multi-dimensional detection of driving mechanism of $PM_{2.5}$ concentration in the Chengdu-Chongqing urban agglomeration from 2000 to 2021[J]. Environmental Science, 2023, 44(7): 3724-3737.]

[10] 肖致美, 李亚菲, 高璟赟, 等. 2013—2020年天津市$PM_{2.5}$-O_3污染变化趋势和影响因素分析[J]. 环境科学, 2023, 44(8): 4211-4219. [Xiao Zhimei, Li Yafei, Gao Jingyun, et al. Analysis of change trend and influencing factors of $PM_{2.5}$-O_3 pollution in Tianjin from 2013 to 2020[J]. Environmental Science, 2023, 44(8): 4211-4219.]

[11] Li S, Zhou C H, Qu M X. Spatiotemporal variations and mechanism of $PM_{2.5}$ pollution in urban area: The case of Guiyang, Guizhou, China[J]. Journal of Environmental Management, 2023, 341: 118030, doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118030.

[12] 李乐, 刘旻霞, 肖仕锐, 等. 山东半岛近地面O_3浓度时空变化及潜在源区解析[J]. 环境科学, 2022, 43(3): 1256-1267. [Li Le, Liu Minxia, Xiao Shirui, et al. Temporal and spatial variation in O_3 concentration near the surface of Shandong Peninsula and analysis of potential source areas[J]. Environmental Science, 2022, 43(3): 1256-1267.]

[13] 石小翠. 乌鲁木齐市大气$PM_{2.5}$的化学组分特征及来源分析[D]. 乌鲁木齐: 新疆农业大学, 2021. [Shi Xiaocui. Analysis of chemical composition characteristics and sources of atmospheric $PM_{2.5}$ in Urumqi[D]. Urumqi: Xinjiang Agricultural University, 2021.]

[14] 苗云阁. 新疆南缘沙尘季与非沙尘季大气颗粒物组分特征分析[D]. 天津: 天津师范大学, 2017. [Miao Yunge. Analysis of atmospheric particulate matter composition characteristics during cust storm and non-dust storm seasons in the southern margin of Xinjiang[D]. Tianjin: Tianjin Normal University, 2017.]

[15] Salvador P, Artíñano B, Viana M, et al. Spatial and temporal variations in PM_{10} and $PM_{2.5}$ across Madrid metropolitan area in 1999—2008[J]. Procedia Environmental Sciences, 2011, 4(10): 198-208.

[16] Othman M, Latif M T, Hamid H H A, et al. Spatial-temporal variability and health impact of particulate matter during a 2019—2020 biomass burning event in Southeast Asia[J]. Scientific Reports, 2022, 12(1): 7630, doi: 10.1038/s41598-022-11409-z.

[17] Pengchai P, Chantara S, Sopajaree K, et al. Seasonal variation, risk assessment and source estimation of PM_{10} and PM_{10}-bound PAHs in the ambient air of Chiang Mai and Lamphun, Thailand [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2009, 154: 197-218.

[18] 易唯. 2018年天山北坡经济带$PM_{2.5}$浓度时空分布特征及其气象影响因素[D]. 兰州: 西北师范大学, 2021. [Yi Wei. Temporal

and spatial distribution characteristics of $PM_{2.5}$ concentrations in the Tianshan north slope economic belt in 2018 and their meteorological influencing factors[D]. Lanzhou: Northwest Normal University, 2021.]

[19] 付正辉, 刘婷, 汤烨, 等. 乌昌地区大气污染成因分析及应对措施研究[J]. 环境科学与管理, 2013, 38(12): 35-39. [Fu Zhenghui, Liu Ting, Tang Ye, et al. Analysis on cause of atmospheric pollution and control measures in Wuchang region[J]. Environmental Science and Management, 2013, 38(12): 35-39.]

[20] 安欣欣, 曹阳, 王琴, 等. 北京城区$PM_{2.5}$各组分污染特征及来源分析[J]. 环境科学, 2022, 43(5): 2251-2261. [An Xinxin, Cao Yang, Wang Qin, et al. Chemical characteristics and source apportionment of $PM_{2.5}$ in urban area of Beijing[J]. Environmental Science, 2022, 43(5): 2251-2261.]

[21] Wei J, Li Z Q, Lyapustin A, et al. Reconstructing 1-km-resolution high-quality $PM_{2.5}$ data records from 2000 to 2018 in China: Spatiotemporal variations and policy implications[J]. Remote Sensing of Environment, 2021, 252: 112136, doi: 10.1016/j.rse.2020.112136.

[22] Wei J, Li Z Q, Cribb M, et al. Improved 1-km-resolution $PM_{2.5}$ estimates across China using enhanced space-time extremely randomized trees[J]. Atmospheric Chemistry and Physics, 2020, 20(6): 3273-3289.

[23] 范圣虎, 刘宁, 张飞云. 乌鲁木齐大气污染“周末效应”特征及其变化趋势分析[J]. 新疆环境保护, 2021, 43(2): 1-7. [Fan Shenghu, Liu Ning, Zhang Feiyun. Analysis of the “weekend effect” characteristics and trend of air pollution in Urumqi[J]. Xinjiang Environmental Protection, 2021, 43(2): 1-7.]

[24] 李志鹏, 陈健. 基于GOCI卫星的大气细颗粒物$PM_{2.5}$的遥感反演及其时空分布规律研究[J]. 遥感技术与应用, 2020, 35(1): 163-173. [Li Zhipeng, Chen Jian. Remote sensing retrieval of atmospheric fine particle $PM_{2.5}$ based on GOCI satellite and its temporal and spatial distribution[J]. Remote Sensing Technology and Application, 2020, 35(1): 163-173.]

[25] 刁春娜. 乌昌地区大气颗粒物中主要污染物的监测与其污染特征的探讨[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2006. [Diao Chunna. Monitoring and exploration of major pollutant characteristics in atmospheric particulate matter of the Wu-Chang region[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2006.]

[26] 郝巨飞, 齐佳慧, 李永占, 等. 邢台市颗粒污染物变化特征和后向轨迹分析[J]. 中国环境监测, 2018, 34(5): 46-53. [Hao Jufei, Qi Jiahui, Li Yongzhan, et al. Variability characteristics and backward trajectory analysis of particulate pollutants in Xingtai City[J]. Chinese Environmental Monitoring, 2018, 34(5): 46-53.]

[27] 张芊, 庞可, 马彩云, 等. 甘肃地区春冬季颗粒物输送路径及潜在源分析——基于HYSPLIT4模式及TraPSA分析平台[J]. 中国环境科学, 2022, 42(2): 509-518. [Zhang Qian, Pang Ke, Ma Caiyun, et al. Analysis of transportation path and potential sources of atmospheric particulate matter over Gansu Province in spring and winter: Based on HYSPLIT4 model and TraPSA analysis platform [J]. China Environmental Science, 2022, 42(2): 509-518.]

[28] Zhao Q W, He Q, Jin L L, et al. Potential source regions and transportation pathways of reactive gases at a regional background site in northwestern China[J]. Advances in Meteorology, 2021, 2021 (1): 9933466, doi: 10.1155/2021/9933466.

[29] 符传博, 丹利, 唐家翔, 等. 基于轨迹模式分析海口市大气污染的输送及潜在源区[J]. 环境科学学报, 2020, 40(1): 36-42. [Fu Chuanfu, Dan Li, Tang Jiaxiang, et al. Analysis of air polluted transportation and potential source in Haikou City based on trajectory model[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2020, 40(1): 36-42.]

[30] 任浦慧, 解静芳, 姜洪进, 等. 太原市大气$PM_{2.5}$季节传输路径和潜在源分析[J]. 中国环境科学, 2019, 39(8): 3144-3151. [Ren Puhui, Xie Jingfang, Jiang Hongjin, et al. Transport pathways and potential sources of $PM_{2.5}$ in different seasons in Taiyuan City[J]. China Environmental Science, 2019, 39(8): 3144-3151.]

[31] 王郭臣, 王珏, 信玉洁, 等. 天津PM_{10}和NO_2输送路径及潜在源区研究[J]. 中国环境科学, 2014, 34(12): 3009-3016. [Wang Guochen, Wang Jue, Xin Yujie, et al. Transportation pathways and potential source areas of PM_{10} and NO_2 in Tianjin[J]. China Environmental Science, 2014, 34(12): 3009-3016.]

[32] Hopke P K, Gao N, Cheng M D. Combining chemical and meteorological data to infer source areas of airborne pollutants[J]. Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems, 1993, 19(2): 187-199.

[33] Zeng Y, Hopke P K. A study of the sources of acid precipitation in Ontario, Canada[J]. Atmospheric Environment, 1989, 23(7): 1499-1509.

[34] Seibert P, Kromp-Kolb H, Baltensperger U, et al. Trajectory analysis of aerosol measurements at high alpine sites[J]. Transport and Transformation of Pollutants in the Troposphere, 1994, 15(9): 689-693.

[35] Hsu Y K, Holsen T M, Hopke P K. Comparison of hybrid receptor models to locate PCB sources in Chicago[J]. Atmospheric Environment, 2003, 37(4): 545-562.

[36] 孙明霞. 五家渠市空气质量的影响因素及预测研究[D]. 石河子: 石河子大学, 2016. [Sun Mingxia. Air quality influence factors and trend forecasting in the Wujiaqu[D]. Shihezi: Shihezi University, 2016.]

[37] 冯海英. 疫情防控措施对乌鲁木齐市大气颗粒物浓度及分布影响分析[J]. 环境污染与防治, 2021, 43(5): 606-610. [Feng haiying. Impact of epidemic prevention and control measures on atmospheric particulate concentration and distribution in Urumqi[J]. Environmental Pollution & Control, 2021, 43(5): 606-610.]

[38] 李淑婷, 李霞, 毛列尼·阿依提看, 等. 2017—2019年中天山北坡城市群大气污染及污染天气类型特征[J]. 干旱区地理, 2022, 45(4): 1082-1092. [Li Shuting, Li Xia, Ayikan Mauren, et al. Characteristics of air pollution and its polluted weather types of urban agglomeration on the north slope of the middle Tianshan Mountains from 2017 to 2019[J]. Arid Land Geography, 2022, 45

(4): 1082−1092.]

[39] 雷瑜, 张小玲, 唐宜西, 等. 北京城区 $PM_{2.5}$ 及主要污染气体"周末效应"和"假日效应"研究[J]. 环境科学学报, 2015, 35(5): 1520−1528. [Lei Yu, Zhang Xiaoling, Tang Yixi, et al. Holiday effects on $PM_{2.5}$ and other major pollutants in Beijing[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2015, 35(5): 1520−1528.]

[40] 刘宁, 张飞云, 范圣虎. 乌鲁木齐市"十三五"期间环境空气质量变化及污染原因分析[J]. 新疆环境保护, 2021, 43(3): 17−25. [Liu Ning, Zhang Feiyun, Fan Shenghu. Analysis on change of air quality and cause of pollution in Urumqi City during the 13th Five-Year Plan period[J]. Environmental Protection of Xinjiang, 2021, 43(3): 17−25.]

Spatiotemporal variations and potential sources of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in the "Urumqi-Changji-Shihezi" urban agglomeration from 2015 to 2023

YAN Jinye, MA Zhengquan, SUN Xuanxuan, Alim ABBAS, Palida YAHEFU

(College of Resources and Environment, Xinjiang Agricultural University, Urumqi 830052, Xinjiang, China)

Abstract: Using the HYSPLIT model and other methods, we analyzed the spatiotemporal variations and sources of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration from 2015 to 2023. The results indicate the following: (1) Spatial scale: From 2019 to 2022, $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations were higher in the central and northwestern parts of the urban agglomeration. PM_{10} concentrations showed an inverse relationship with elevation. (2) Temporal scale: From 2015 to 2023, on an interannual scale, the annual average concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} in Urumqi City and Changji Hui Autonomous Prefecture showed an overall downward trend. In contrast, Shihezi City and Wujiaqu City experienced significant decreases in $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations only in 2023. On a seasonal scale, the average concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} generally declined, with the largest relative reduction in spring, followed by summer and autumn, and the smallest reduction in winter. On a monthly scale, the average concentrations of $PM_{2.5}$ and PM_{10} displayed a "U-shaped" distribution, with a significant reduction in January. On a weekly scale, heavy weekday traffic congestion led to a "negative weekend effect" for $PM_{2.5}$ concentrations across all four cities, while PM_{10} concentrations exhibited a "positive weekend effect" only in Urumqi City. On a daily scale, $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations in winter were significantly higher than in other seasons. $PM_{2.5}$ concentrations decreased overall, with fewer high-concentration days, while PM_{10} concentrations fluctuated more due to dust events. (3) Pollution sources (2019—2021): In 2019, pollution was predominantly from local sources, resulting in widespread and high concentrations. In 2020, pandemic-related restrictions reduced local emissions, shifting pollution sources toward Central Asia. In 2021, pollution sources expanded again, returning to domestic regions. This study provides essential data for air pollution control and environmental policy optimization in the Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration, contributing to regional ecological protection and sustainable economic development.

Key words: $PM_{2.5}$ and PM_{10}; Urumqi, Changji Hui Autonomous Prefecture, and Shihezi urban agglomeration; spatiotemporal variations; potential source apportionment